

**Tartu Ülikool**  
**Ökoloogia ja Maateaduste Instituut**

# **Puude kasutamise mõju neotroopiliste metsade fülogeneetilisele mitmekesisusele**

**Magistritöö**  
**Bioloogia õppekava**  
**30 EAP**

**Riin Olvet**

**Juhendaja: vanemteadur Pille Gerhold**

**Tartu 2017**

## Kokkuvõte

### Puude kasutamise mõju neotroopiliste metsade fülogeneetilisele mitmekesisusele

Krooniline antropogeenne häiring võib põhjustada muutusi troopiliste metsade fülogeneetilises mitmekesisuses. Fülomitmekesisus on oluline mõõdik looduskaitstes, sest selle vähenemisega kaob erinevaid liike, tunnuseid ja geene. Krooniline antropogeenne häiring on taimse materjali kogumine erinevaks otstarbeks. Biomassi eemaldamine metsast toimub väikeste kogustena ning järjepidevalt. Siiani leidub vähe uurimusi kroonilise antropogeense häiringu mõjust troopikametsade fülomitmekesisusele. Käesoleva töö eesmärgiks on uurida, kas ja kuidas mõjutab Lõuna-Ameerika troopiliste niiskete ja kuivade metsade kasutamine inimeste poolt nende metsade fülogeneetilist mitmekesisust. Töös püstitati hüpoteesid, et niisketes metsades fülogeneetiline mitmekesisus väheneb, sest inimene kasutab selektiivselt sugulasliike, mille tunnused on erinevaks otstarbeks kasulikud. Kuivades metsades võiks fülogeneetiline mitmekesisus aga suurened, sest ekstreemsetes keskkonnatingimustes kasutatakse puuliike vähem selektiivselt ehk juhuslikult sesoonse kättesaadavuse järgi. Kasutati andmeid 25 Lõuna-Ameerika troopilisest metsast. Kroonilist antropogeenset häiringut uuriti kategooriates: puude kasutamine mitmetel eesmärkidel ehk üldine kasutus, kütte- ja ehitusmaterjal, taimeosad meditsiinilisteks eesmärkideks ning toiduks, kasutus esemete valmistamiseks ehk tehnoloogias. Korduvmõõtmistega ANOVA analüüsisiga testiti, kas fülogeneetiline mitmekesisus muutub seoses puude kasutamisega ning kas niisketes ja kuivades metsades toimub see muutus erinevalt. Ootuspäraselt niisketes metsades fülogeneetiline mitmekesisus vähenes ning kuivades suurenes. Käesolev töö näitab, et krooniline antropogeenne häiring puude kasutamise näol põhjustab Lõuna-Ameerika troopilistes metsades olulist fülogeneetilise mitmekesisuse muutust, mis võib põhjustada nende koosluste vähenenud ökoloogilist vastupanuvõimet inimehäiringutele ning suutlikkust kohaneda kliimamuutustega.

**Märksõnad:** fülogeneetiline mitmekesisus, krooniline antropogeenne häiring, neotroopika, troopilised kuivad metsad, troopilised niisked metsad

**CERCS:** B270 Taimeökoloogia

## **Summary**

### **The effect of the use of woody plant species on phylogenetic diversity of neotropical forests**

Chronic anthropogenic disturbance may lead to changes in phylogenetic diversity (PD) of tropical forests. PD is an important measure in nature conservation because when it decreases, we lose unique species, traits and genes. Chronic anthropogenic disturbance constitutes the collection of plant material for different uses. The removal of biomass from forests is characterized by continuity and taking small portions at a time. There is little empirical evidence of the effect of chronic anthropogenic disturbance on PD of tropical forests. The aim of this thesis is to study whether and how the usage of woody plant species by local people in tropical wet and dry forests of South America affects PD of these forests. I hypothesized that as a result of the usage of forests materials PD of wet forests will decrease because people select closely related species which have similar traits suitable for certain anthropogenic usage. I also hypothesized that PD will increase in dry forests because in harsh environmental conditions people collect plant material less selectively but randomly, dependent of what is available. I used data of 25 tropical forests in South America. Chronic anthropogenic disturbance was considered in six categories: the usage of woody plants for various purposes (overall use), fuel and building material, medical purposes and food, and making different objects (technological use). The data were analyzed with repeated measures ANOVA to test if PD changed with the usage of woody plants and whether the changes were different in wet and dry forests. As expected, PD decreased in wet forests and increased in dry forests. This study indicates that chronic anthropogenic disturbance by using woody plant species will cause substantial changes in PD of the tropical forests of South America which may ultimately lead to lower ecological resilience of these forests in response to human disturbances and their ability to adapt to climatic changes.

**Keywords:** chronic anthropogenic disturbance, neotropics, phylogenetic diversity, tropical dry forests, tropical wet forests

**CERCS:** B270 Plant ecology

# Sisukord

<b>Kokkuvõte .....</b>	<b>2</b>
<b>Summary .....</b>	<b>3</b>
<b>1. Sissejuhatus .....</b>	<b>5</b>
1.1. Fülogeneetiline mitmekesisus .....	5
1.2. Fülogeneetiline mitmekesisus taimekooslustes .....	5
1.3. Troopilised niisked metsad .....	7
1.4. Troopilised kuivad metsad .....	8
1.5. Inimtegevus troopilistes metsades ja selle mõju metsale .....	10
1.6. Töö eesmärk ja hüpoteesid .....	12
<b>2. Materjal ja metoodika .....</b>	<b>13</b>
2.1. Andmete kogumine .....	13
2.2. Fülogeneesipuu koostamine .....	13
2.3. Fülogeneetiline mitmekesisus .....	14
2.4. Andmeanalüüs .....	15
<b>3. Tulemused .....</b>	<b>16</b>
3.1. Metsapuude kasutus üle erinevate kasutustüüpide .....	17
3.2. Metsapuude kasutus kütteks .....	19
3.3. Metsapuude kasutus ehituseks .....	21
3.4. Taimeosade kasutus meditsiinis .....	23
3.5. Taimeosade kasutus toiduks .....	24
3.6. Metsapuude kasutus tehnoloogias .....	26
<b>4. Arutelu .....</b>	<b>29</b>
<b>5. Järeldused .....</b>	<b>32</b>
<b>Tänuavaldused .....</b>	<b>33</b>
<b>Kasutatud kirjandus .....</b>	<b>34</b>
<b>Lisad .....</b>	<b>40</b>

# 1. Sissejuhatus

## 1.1. Fülogeneetiline mitmekesisus

Bioloogilise mitmekesisuse kadu on üks olulisemaid ning tähelepanu nõudvamaid probleeme tänases maailmas. Siiani on mitmekesisuse kontekstis eelkõige uuritud liigilist mitmekesisust. Klassikaliselt uuritava liigilise mitmekesisuse kõrval on aga oluline uurida ka teisi bioloogilise mitmekesisuse mõõte. Olulist lisainformatsiooni koosluste kohta annab fülogeneetiline mitmekesisus. Fülogeneetiline mitmekesisus näitab liikidevahelist evolutsioonilist kaugust fülogeneesipuu ehk mõõdab, kui lähedalt on kooseksisteerivad liigid omavahel suguluses (Webb *et al.* 2002; Srivastava *et al.* 2012). Mida kaugemalt on liigid omavahel suguluses, seda suurem on fülogeneetiline mitmekesisus ning vastupidi, mida lähemal asuvad kooseksisteerivad liigid fülogeneesipuu, seda väiksem on fülomitmekesisus. Fülogeneetiline mitmekesisus annab lisainformatsiooni liigilisele mitmekesisusele, sest sama liigirikkuse juures võib fülogeneetiline mitmekesisus olla kas väike või suur: näiteks ühe perekonna liikide puhul väike, sama arvu mitme perekonna liikide puhul aga suur.

Koosluste fülogeneetilise struktuuri uurimine on oluline mitmel põhjusel. Üks peamisi eesmärke selle uurimisel on saada teadmisi koosluse omadustest, seehulgas ka koosluse funktsioneerimisest, mis on osa laiemast ökosüsteemist (Srivastava *et al.* 2012). Samuti on fülogeneetiline mitmekesisus oluline looduskaitstes. Mitmed uurimused on näidanud, et väljasuremised on mittejuhuslikud ning toimuvad fülogeneesipuu harudel selliselt, et kui üks liik on väljasuremisohus, siis on ohus ka selle liigiga lähedalt suguluses olevad liigid (Rezende *et al.* 2007).

## 1.2. Fülogeneetiline mitmekesisus taimekooslustes

Inimesi ja teadlasi nende hulgas on läbi aegade huvitanud küsimus, miks on troopilised metsad niivõrd mitmekesised. Hüpoteesidena on pakutud nii abiootilisi (geograafilised ja kliimaatilised), biootilisi (liikide vahelised interaktsioonid) kui ka evolutsioonilisi mehhanisme (Hillebrand 2004; Mittelbach *et al.* 2007). Lisainformatsiooni liigirikkuse põhjuste kohta võib saada taimekoosluste fülogeneetilise struktuuri uurimisest (Ribeiro *et al.* 2016).

Lõuna-Ameerika troopilistes metsades esineb väga tugev raiesurve, seetõttu on enesestmõistetav, et uuritakse liigilise mitmekesisuse muutusi häiringu tingimustes. Samavõrd oluline on uurida ka fülogeneetilist mitmekesisust, kuid siiani on seda vähe tehtud. Seejuures on oluline uurida eraldi kahte troopikas esinevat metsatüüpi – troopilisi niiskeid ja kuivi metsi – sest nii liigilise koosseisu kui ka ökoloogiliste tingimuste poolest on tegemist erinevate ökosüsteemidega ning seetõttu ei pruugi need metsad häiringutele vastata sarnaselt (Santos *et al.* 2010; Ribeiro *et al.* 2016).

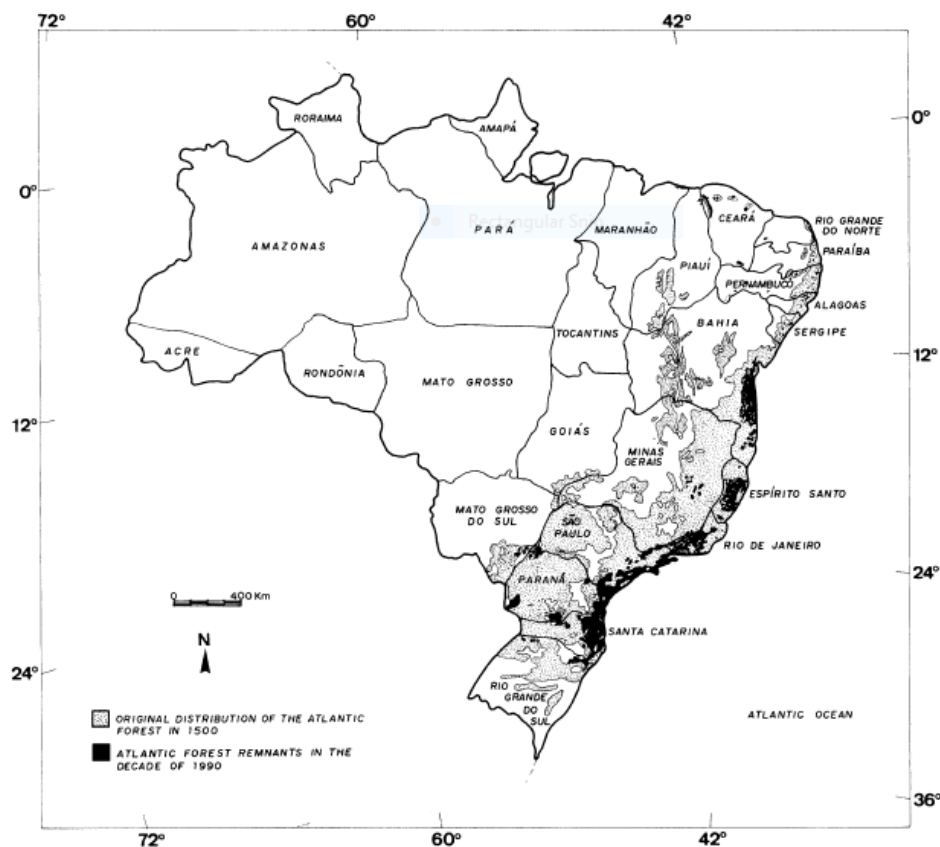
Koosluste juhuslikust mustrist erinevat fülogeneetilist struktuuri võib olla kahte tüüpi: kooslused võivad olla hajutunud ehk suure fülogeneetilise mitmekesisusega või klasterdunud ehk väikese fülogeneetilise mitmekesisusega. Suurel fülogeneetilisel mitmekesisusel on mitmeid põhjusi. Biootilistest mehhanismidest võivad negatiivsed interaktsioonid taimede vahel (näiteks konkurents) ja ka taimede ning troofiliste tasemete vahel (näiteks herbivooria) avaldada mõju mitte ainult ühe taimeliigi isenditele, vaid ka fülogeneetiliselt lähedalt suguluses olevatele liikidele (Kembel & Hubbell 2006), kui sugulasliikidel on sarnased tunnused (Gerhold *et al.* 2015). Selliste negatiivsete interaktsioonide tagajärjel tõrjutakse omavahel liiga sarnased liigid välja ja võivad kujuneda kooslused, mis koosnevad kaugemalt suguluses olevatest liikidest ehk on suure fülogeneetilise mitmekesisusega (Cavender-Bares *et al.* 2009; Brunbjerg *et al.* 2012). Koosluse fülogeneetiline mitmekesisus võib olla suur ka abiootilistel ja evolutsioonilistel põhjustel nagu näiteks troopilise piirkonna kõrge vanus, suur pindala ja stabiilsus, mis on lubanud püsima jääda väga erinevatel ja omavahel kaugelt suguluses olevatel liikidel (Eiserhardt *et al.* 2017).

Koosluste väikesel fülogeneetilisel mitmekesisusel on samuti mitmeid põhjusi. Abiootilistest mehhanismidest saavad keskkonna filtreerimise teooria kohaselt mingis koosluses esineda vaid need liigid, mille tunnused on selle keskkonna jaoks sobivad (Kembel & Hubbell 2006). Kui need tunnused on fülogeneetiliselt lähedastel liikidel sarnased, mis ei pruugi aga alati nii olla (Gerhold *et al.* 2015), võivad keskkonna filtreerimise tagajärjel kujuneda kooslused, mis on fülogeneetiliselt klasterdunud ehk väikese fülogeneetilise mitmekesisusega. Keskkonna filtreerimisena käsitletakse ka abiootilist stressi ja erinevaid häiringuid, sh. antropogeenset häiringut, mille tagajärjel võib tekkida abiootiliselt ekstreemsete tingimustega kooslus, kus suudavad elada vaid teatud kindlate tunnustega liigid ning juhul kui nad on sugulasliigid, võib koosluse fülogeneetiline mitmekesisus

väheneda (Brunbjerg *et al.* 2012). Koosluse fülogeneetiline mitmekesisus võib väheneda ka teatud biotilise konkurentsitüübi – nõrgema konkurendi väljatõrjumise – tõttu, mille puhul sugulasliikidel on sobiv tunnus (näiteks taimede kõrge kasv valguskonkurents), mis annab neile koosluses püsima jäämiseks eelise (Mayfield & Levine 2010). Evolutsioonilistest põhjustest võib koosluses olla väike fülogeneetiline mitmekesisus, kui piirkonnas on toimunud hiljutine liigiteke, sh. endeemide teke, mis suurendab sugulasliikide arvu (Eiserhardt *et al.* 2017).

### **1.3. Troopilised niisked metsad**

Käesolevas töös käsitletakse troopiliste niiskete metsadena Brasiilia atlantilisi metsi. Need metsad katsid ajalooliselt ligikaudu 150 miljoni ha suurust ala (Ribeiro *et al.* 2009; joonis 1). Tegemist on väga heterogeense alaga suure laius- ja pikkuskraadilise ulatuse tõttu, mille tagajärjel esinevad erinevused sademete hulgas (rannikulähedastes metsades sajab rohkem kui sisemaa metsades). Lisaks esineb alal ka suur varieeruvus kõrgusnäitajates. Laialt varieeruvate keskkonnatingimuste tõttu on saanud kujuneda suur liigirikkus ning endeemsete liikide arv. Erinevaid soontaimeliike esineb seal üle 20 tuhande.



**Joonis 1.** Brasiilia atlantilise metsa ajalooline (hall) ja 1990ndateks aastateks (must) säilinud pindala (Morellato & Haddad 2000).

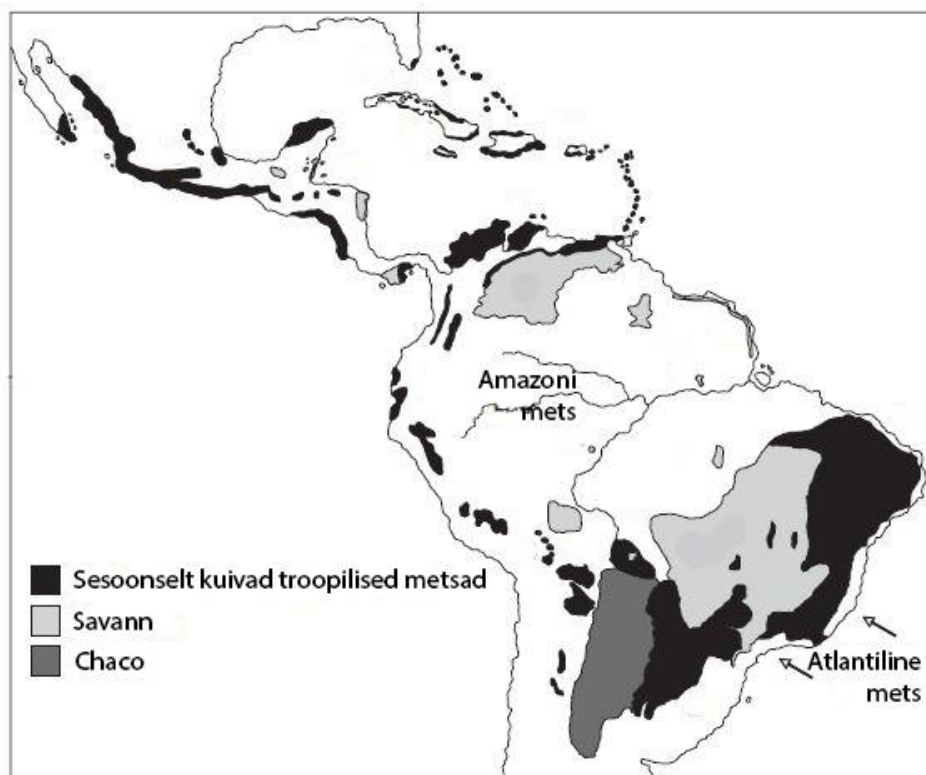
Nüüdseks on Brasiilia atlantilistest metsadest alles 11,73% (~16,4 miljonit ha; Ribeiro *et al.* 2009). Metsade degradatsioon algas enam kui 500 aastat tagasi, kui eurooplased jõudsid Lõuna-Ameerikasse (Rodrigues *et al.* 2009). Tänapäeval elab endise metsa aladele rajatud linnades ligikaudu 100 miljonit inimest. Lisaks linnade rajamisele raiuti metsa veel puitmaterjali, küttepuude ja puusöe saamiseks ning põllupidamiseks ja karjakasvatuseks (Morellato & Haddad 2000). Tänapäevaks allesjäänud metsad esinevad killustatult (245 173 metsafragmenti; Ribeiro *et al.* 2009) ning on tugeva antropogeense surve all.

#### 1.4. Troopilised kuivad metsad

Käesolevas töös käsitletakse troopiliste kuivade metsadena alasid Mehhiko loodeosast Põhja-Argentiina ja Edela-Brasiiliani (Dirzo *et al.* 2011; joonis 2). Neid metsi iseloomustavad sademete sesoonsus ning 7-11 kuu pikkused kuivaperioodid (Santos *et al.* 2011). Alal esinev



taimkate on heterogeenne, kõrgetest metsadest kaktusevõsani, kuid enamasti domineerivad puud (Werneck *et al.* 2011).



**Joonis 2.** Sesoonselt kuivad troopilised metsad (must ala) Lõuna-Ameerikas (Werneck *et al.* 2011).

Lõuna-Ameerika troopilised kuivad metsad on olnud tugeva raiesurve all ning seetõttu on pea terve metsatüüp kadumisohus (Werneck *et al.* 2011). Kõige suurem allesolev metsaala on Kirde-Brasiilias laiguliselt esinev *Caatinga* taimkate (Werneck *et al.* 2011). See 884 453 km<sup>2</sup> kattev killustatud metsaala koosneb mosaiiksest taimkattest, mis hõlmab endas kserofüütseid, heitlehiseid ja semiariidseid võsastikke ning sesoonselt kuivi troopilisi metsi (Santos & Tabarelli 2002; Ribeiro-Neto *et al.* 2016). *Caatinga* taimkattes esineb enam kui 1000 soontaimeliiki, jäädes sellega alla niisketele troopilistele metsadele, kuid omades siiski olulisel määral endeemseid liike (Santos *et al.* 2011). Alal elab üle 23 miljoni inimese (11,8% Brasiilia rahvastikust) ning seetõttu on antropogeenne surve metsadele suur (Ribeiro *et al.* 2015; Ribeiro-Neto *et al.* 2016).

### 1.5. Inimtegevus troopilistes metsades ja selle mõju metsale

Inimene on metsi ja metsasaadusi kasutanud kogu oma eksistentsi jooksul ning selles suhtes ei erinenud ka Lõuna-Ameerika pärismaalased (Rodrigues *et al.* 2009), kuid üleekspluateerimise mõõtmel saavutas inimtegevus kohalikes metsades alles hiljuti (AD 1500) seoses Lõuna-Ameerika koloniseerimisega (Joly *et al.* 2014).

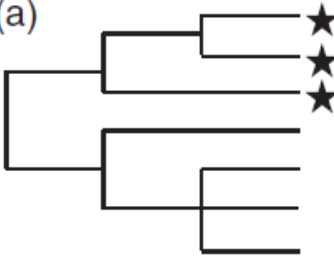
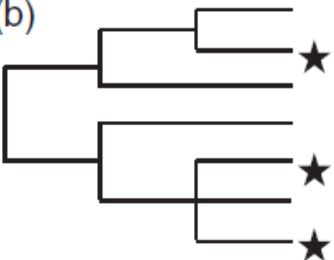
Troopilisi metsi on kasutatud erinevatel viisidel ja eesmärkidel. Negatiivselt silmatorkav on metsade ulatuslik raie põllu- ning karjamaade rajamise eesmärgiga (Santos & Tabarelli 2002), mille tagajärjel on kujunenud mosaiikne maastik, kus vanad metsafragmendid vahelduvad kultuurmaastikuga (da Silva & Tabarelli 2000). Lisaks on leitud, et kliimamuutused, mida võib käsitleda kaudse inimõjuna, avaldavad mõju troopilistele metsadele (Rito *et al.* 2016). Oluliseks teguriks on seejuures sademete hulk. Näiteks on kuivades troopilistes metsades põua tingimustes pärsitud uute idandite tärkamine ning püsimajäämine. Selle tagajärjel võib ümber kujuneda kogu ökosüsteem ning troopiline kuiv mets asenduda võseriku või rohumaaga (Anderson-Teixeira *et al.* 2013; Rito *et al.* 2016).

Lisaks metsade raiumisele ning kliimamuutustele esineb troopilistes metsades ka teistlaadi häiring – krooniline antropogeenne häiring (*sensu* Singh 1998; Ribeiro *et al.* 2016). Kroonilist antropogeenset häiringut iseloomustab sage ning järjepidev biomassi eemaldamine väikeste kogustena (Ribeiro *et al.* 2015). Üheks selliseks tegevuseks on küttepuude kogumine (Ribeiro *et al.* 2014b). Ühe uurimuse põhjal, mis viidi läbi Brasiilia atlantilises metsas, leiti, et uuritud 270 maapiirkonna majapidamisest 76% kasutas toidu valmistamisel ning kütmiseks puid, kusjuures keskmiselt tarbiti 686 kg puitu inimese kohta aastas (Specht *et al.* 2015). Küttematerjal pärines 88% ulatuses majapidamistele lähedal asuvatest metsafragmentidest. Ülejäänud majapidamised ostsid küttepuid kohalikelt kaupmeestelt, kuid ka sel juhul oli materjal suure tõenäosusega pärit samadest metsafragmentidest (Specht *et al.* 2015). Sarnaselt leidsid Ramos *et al.* (2008), et kuivades troopilistes metsades kasutatakse metsasaadusi aktiivselt küttematerjalina. Kuid erinevalt Specht *et al.* (2015) tulemustest leiti, et kuigi pooled 102 uuritud majapidamisest kasutasid kütteks puitmaterjali, kasutasid kõigest 5% majapidamistest ainult küttepuid, ülejäänud 45% kasutasid lisaks ka LPG gaasi. Ainult kaheksa Ramos *et al.* (2008) poolt uuritud majapidamist kogusid ise küttematerjali, ülejäänud ostsid puusütt kohalikelt ettevõtetelt.

Kroonilise antropogeense mõju alla kuuluvad lisaks küttepuidede varumisele ka puitmaterjali hankimine ehituseks, esemete valmistamiseks (tehnoloogiline kasutamine; Da Cunha *et al.* 2006; de Lucena *et al.* 2014), toiduks sobivate taimeosade korjamine (Joly *et al.* 2014) ning taimeosade kasutamine meditsiinilistel eesmärkidel (Albuquerque *et al.* 2005; Da Cunha *et al.* 2006; Soares *et al.* 2013).

On näidatud, et puude kasutamine on selektiivse iseloomuga (Galeano 2000). See tähendab, et mõnesid liike kasutab inimene rohkem kui teisi (Christo *et al.* 2009). Puuliikide selektiivne kasutamine võib olla üheks põhjuseks, miks kroonilise antropogeense häiringu tagajärjel väheneb metsakoosluste liigirikkus (Ribeiro *et al.* 2015). Samas võivad liikide vastused häiringutele olla erinevad. Näiteks häiringule tolerantsemad liigid saavutavad suurema arvukuse kui vähem tolerantset liigid (Ribeiro-Neto *et al.* 2016), mille tagajärjel võib toimuda liikide asendumine ja taimkatte homogeensemaks muutumine (Lobo *et al.* 2011).

Metsade kasutamise mõju troopiliste metsakoosluste fülogeneetilise mitmekesisuse kontekstis on vähe uuritud, kuid mõningaid uurimusi on siiski läbi viidud. Kolmes erinevas uurimuses on näidatud, et tugeva inimõju tagajärjel väheneb koosluste fülogeneetiline mitmekesisus, mis tähendab seda, et kooslusesse jäävad fülogeneetiliselt lähemalt suguluses olevad liigid (Santos *et al.* 2010 troopilistes niisketes metsades; Santos *et al.* 2014 Amazoni metsas; Ribeiro *et al.* 2016 troopilises kuivas metsas). Selle põhjuseks võib olla keskkonna filtreerimine, mille tõttu jäävad kooslusesse liigid, millel esinevad sarnased tunnused on fülogeneetiliselt konserveerunud (Ribeiro *et al.* 2016). Võimalik on aga ka metsakoosluste fülogeneetilise struktuuri hajutumine, mis võib kujuneda lähemalt suguluses olevate liikide vahelise intensiivse konkurentsi tõttu (Ribeiro *et al.* 2016). Arroyo-Rodríguez *et al.* (2012) on skematiseerinud kaks erinevat liikide kooslusest kadumise stsenaariumit, mille kohaselt lähisugulaste kadu põhjustab fülogeneetilist vaesumist, kaugelt suguluses olevate liikide kadu aga fülogeneetilist mitmekesisustumist (Joonis 3).

Algne kooslus	Oodatavad muutused fülogeneetilises mitmekesisuses	Oodatav muutused fülogeneetilistes indeksites
(a) 	1) suure monofüleetilise klaadi kadumine 2) vähenenud fülogeneetiline kaugus liikide vahel 3) fülogeneetiline klasterdumine suureneb	Madalam ses.mpd ja ses.mntd
(b) 	1) liikide kadumine toimub fülogeneesipuu juhuslikult 2) liikidevahelised fülogeneetilised kaugused ei muutu või suurenevad 3) fülogeneetiline hajutamine muutub vähe või suureneb	Muutusetu või kõrgem ses.mpd ja ses.mntd

**Joonis 3.** Kaks võimalikku stsenaariumit koosluste fülogeneetilise mitmekesisuse muutusteks liikide kadumisel (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2012).

### 1.6. Töö eesmärk ja hüpoteesid

Käesoleva magistritöö eesmärgiks on välja selgitada, kas ja kuidas mõjutab Lõuna-Ameerika troopiliste metsade kasutamine inimeste poolt nende metsade fülogeneetilist mitmekesisust. Töös on püstitatud kaks vastandlikku hüpoteesi:

**Hüpotees 1.** Kasutuse tagajärjel muutub niiske metsakooslus fülogeneetiliselt vaesemaks kui häirimata kooslus, sest inimene valib puuliike kvaliteedi järgi: kasutab sihipäraselt sugulasliike, mille tunnused on erinevaks otstarbeks kasulikud ning puutumata jäävad sugulasliigid omavad tunnuseid, millest inimene pole huvitatud.

**Hüpotees 2.** Kasutuse tagajärjel muutub kuiv metsakooslus fülogeneetiliselt mitmekesisemaks kui häirimata kooslus, sest inimene kasutab puuliike vähem selektiivselt ehk juhuslikult: kuivade metsade ekstreemsetes keskkonnatingimustes ei saa inimene valida kasutatavaid liike kvaliteedi (kindla liigi või tunnuse) vaid pigem kvantiteedi järgi (tähtis on puidu leidmine üldse).

## 2. Materjal ja metoodika

### 2.1. Andmete kogumine

Käesolevas töös kasutatavad taimekoosluste liiginimekirjad ja informatsioon liikide kasutamise kohta pärinevad Gonçalves *et al.* (2016) meta-analüüsist. Töös uuriti troopilisi metsakooslusi ainult Lõuna-Ameerikast, kuna nende puhul võib eeldada sarnast evolutsioonilist ajalugu (Ricklefs 2004), mistõttu nad on omavahel paremini võrreldavad. Nimetatud artiklist saadud taimede liiginimesid kontrolliti käsitsi andmebaasis The Plant List (<http://www.theplantlist.org/>) ning kõik liiginimed muudeti vastavaks nende aktsepteeritava nimega. Kokku kasutati analüüsis andmeid 25 Lõuna-Ameerika troopilisest metsakooslusest, millest 21 asusid Brasiilias, kolm Mehhikos ja üks Kolumbias (Lisa 1). Kooslused eristati metsatüübiti: neli troopilist niisket metsa ja 21 troopilist kuiva metsa. Metsatüüp eristati aastase sademete hulga järgi, samuti lähtuti eristamisel artiklites toodud määratlustest: niiskete metsade aastane sademete hulk jäi vahemikku 1139-6722 mm/a ning kuivades metsades 358-1128 mm/a (Lisa 2). Sademete andmed saadi andmebaasist WorldClim (<http://www.worldclim.org/>), kasutades statistikaprogrammi RStudio (versioon 1.0.136; RStudio Inc.; <https://www.rstudio.com/>).

Gonçalves *et al.* (2016) meta-analüüsist saadud liikide kasutusandmete põhjal koostati kõiki liike ja kooslusi sisaldav andmematriks, kus tehti üldistus, et kui taimeliik omas mingit kasutusväärtust, kasutati see liik kooslusest täiesti ära ning matriksis tähistati see nulliga (0) ning mittekasutatavad liigid tähistati ühega (1). Kõigi 25 metsakoosluse jaoks oli olemas informatsioon üldkasutuse (kasutus üle kõigi kasutustüüpide) kohta. Mitmete koosluste kohta oli olemas informatsioon erinevatest kasutustüüpidest: kütteks, ehituseks (majad, aiad), meditsiiniks, toiduks, tehnoloogiaks (erinevate esemete valmistamine nagu näiteks lauad, toolid, köied; Lisa 2).

### 2.2. Fülogeneesipuu koostamine

Kõigi 25 koosluse liiginimekirjad koondati üheks nimekirjaks ning kokku saadi 842 nimetust, millest 131 olid määratud liigist kõrgemal tasemel (104 perekonna ja 27 sugukonna tasemel). Kokku oli esindatud 401 perekonda ja 89 sugukonda. Saadud nimekirja põhjal koostati

fülogeneesipuu, kasutades Qian & Jin (2015) uusimat maailma taimede fülogeneesipuud. Puu genereerimiseks kasutati RStudio keskkonnas paketti *Phytools* kuuluvat funktsiooni *S.PhyloMaker* (Qian & Jin 2015). Funktsioon kärbib superpuud vastavalt liiginimekirjale ning koostab soovitud puu. Superpuus mitteleiduvate liikide lisamiseks fülopuusse on funktsioonis välja töötatud kolm viisi. Käesolevas töös kasutati selleks kolmandat viisi (*Scenario 3*), kuna funktsiooni väljatöötajate sõnul annab sel viisil saadud puu kasutamine edasistes analüüsides usaldusväärsemaid tulemusi (Qian & Jin 2015). See viis põhineb BLADJ meetodil (kasutusel programmis Phylomatic) ning lisab perekondi või liike sugukondadesse või perekondadesse teadaolevate oksapikkustega sõlmede vahele ühtlaselt (Webb *et al.* 2008). Liigid, millele vastet ei leita, jäetakse kõrvale. Käesolevas töös oli selliseid liike 12.

### 2.3. Fülogeneetiline mitmekesisus

Fülogeneetilise mitmekesisuse arvutamiseks kasutati RStudio keskkonnas paketti *Picante* (Kembel 2010). Fülogeneetilise mitmekesisuse mõõdikutena kasutati indekseid *ses.mpd* (ingl. k. *standardized effect size of mean pairwise distance*; Webb *et al.* 2008) ja *ses.mntd* (ingl. k. *standardized effect size of mean nearest taxon distance*; Webb *et al.* 2008). Neist esimene näitab, kui lähedalt on omavahel suguluses keskmine liigipaar võrreldes nullmudeliga ehk see indeks mõõdab koosluses olevate kõikide liikide keskmist fülogeneetilist kaugust üksteisest ning võrdleb neid sama koosluse põhjal randomiseerimise teel koostatud nullkoosluse fülogeneetiliste kaugustega. *Ses.mpd* arvutatakse järgneva algoritmi alusel:

$$\text{ses.mpd} = \frac{\text{mpd}_{\text{vaadeldud}} - \text{keskmine}(\text{mpd}_{\text{null}})}{\text{standardhälve}(\text{mpd}_{\text{null}})}, \text{ kus}$$

$\text{mpd}_{\text{vaadeldud}}$  = uuritavas koosluses vaadeldud liigipaaride keskmine fülogeneetiline kaugus üksteisest;

$\text{mpd}_{\text{null}}$  = liigipaaride keskmine fülogeneetiline kaugus nullkoosluses.

*Ses.mntd* näitab iga liigi keskmist kaugust tema lähimast naabrist ning seda arvutatakse sisuliselt samamoodi nagu *ses.mpd* ehk vaadeldud *mntd* väärtusest lahutatakse

randomiseerimise teel saadud nullkoosluse keskmine mntd väärtus ning jagatakse nullkoosluse mntd standardhällbega.

Metsakoosluste fülogeneetilise mitmekesisuse indeksid arvutati vastavalt niiskete ja kuivade metsade liigifondi (ehk vastava metsatüübi koosluste liiginimekirjade) põhjal koostatud fülogeneetilise puu abil. Mõlemad indeksid arvutati seitsmes sõltumatus analüüsis kummagi metsatüübi jaoks (kokku 28 analüüsi). Neist esimeses kaasati analüüsi kõik vastavas liiginimekirjas esinevad liigid ning saadi niinimetatud häirimata metsa fülogeneetiline mitmekesisus. Ülejäänud analüüsid tehti kasutades erinevate kasutustüüpide maatrikseid.

Indeksite arvutamisel laeti RStudio keskkonda kaks maatriksit. Esimene sisaldas metsakooslusi ning nendes leiduvaid/kasutatavaid liike. Teine maatriks oli fülopuust arvutatud liikidevaheliste kauguste maatriks. Nullkoosluse loomisel kasutati nullmodelina mudelit '*taxa.labels*', mis segab taksonite nimesid üle fülogeneesipuu harude tippude (üle kõigi fülogeneesipuuasse kaasatud taksonite). Indeksite arvutamisel randomiseeriti 999 korda ja iteratsioone tehti 1000.

## **2.4. Andmeanalüüs**

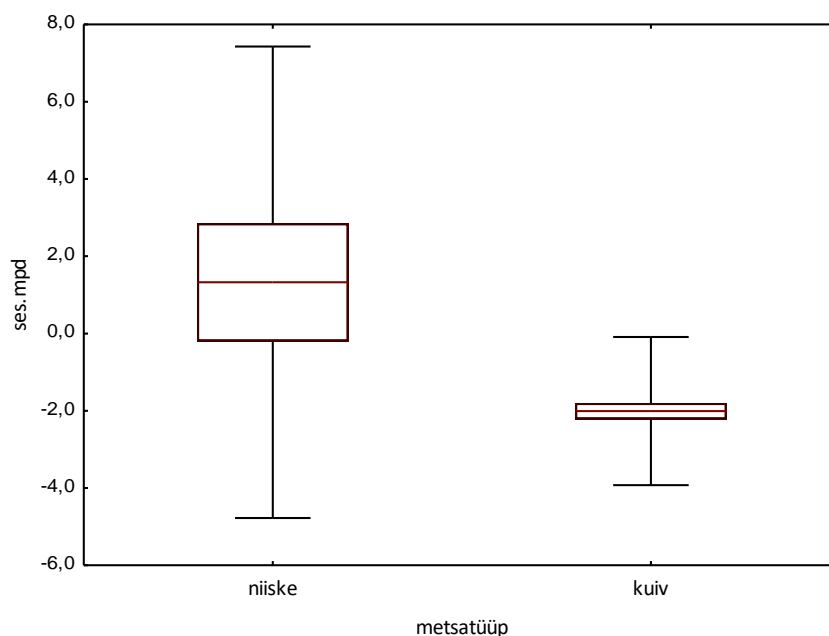
Saadud tulemusi analüüsiti Statistica programmiga kasutades korduvmõõtmistega ANOVA analüüsi. Esimeseks ajamomendiks oli kasutamata ehk häirimata mets ning teiseks ajamomendiks oli kasutatud mets. Lisafaktorina kaasati analüüsi metsatüüp (niiske või kuiv troopiline mets). Analüüsid viidi läbi mõlema fülogeneetilise indeksi kohta ning eraldi analüüsides võrreldi kõiki kasutustüüpe häirimata metsaga.

### 3. Tulemused

Töös uuriti 25 Lõuna-Ameerika troopilise metsa fülogeneetilist mitmekesisust ja selle muutumist vastavalt erinevatele metsa kasutustüüpidele inimeste poolt. Metsadest neli olid troopilised niisked metsad ja 21 troopilised kuivad metsad (vt Lisa 2). Häirimata ehk inim mõjuta niisketes metsades oli oluliselt suurem fülogeneetiline mitmekesisus (ses.mpd) kui häirimata kuivades metsades (metsatüüp:  $F_{1,23}=18,52$ ,  $p<0,001$ ; tabel 1, joonis 4). Fülogeneetilise mitmekesisuse indeksi ses.mntd puhul sellist seost ei esinenud.

**Tabel 1.** Häirimata (inim mõjuta) troopiliste niiskete ja kuivade metsade fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mpd) võrdlus ühefaktorilises ANOVA analüüsis.

Efekt	df	SS	F	p
Metsatüüp (niiske/kuiv)	1	37,31	18,52	<0,001
Viga	23	46,33		



**Joonis 4.** Fülogeneetiline mitmekesisus (ses.mpd) häirimata (inim mõjuta) troopilistes niisketes ja kuivades metsades.

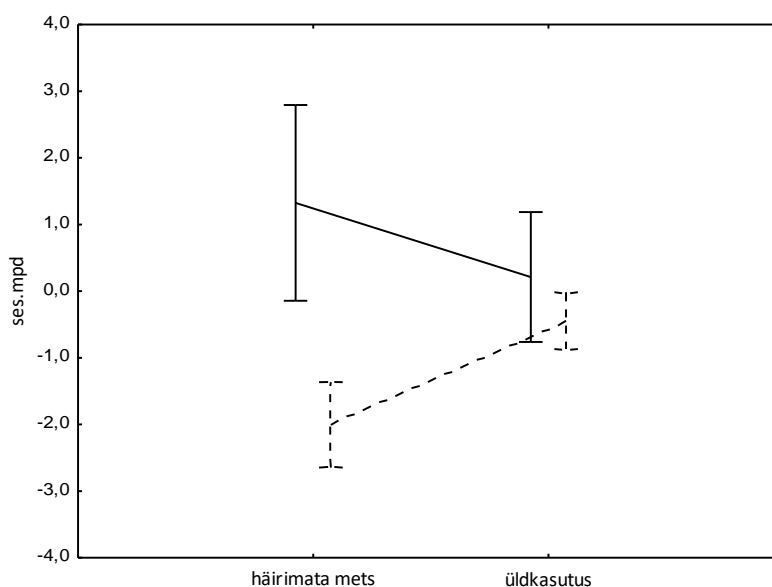


### 3.1. Metsapuude kasutus üle erinevate kasutustüüpide

Puude kasutamine uuritud metsades üle erinevate kasutustüüpide (üldkasutus) *per se* ei mõjutanud metsade fülogeneetilist mitmekesisust (ses.mpd; tabel 2). Kuid fülogeneetiline mitmekesisus erines metsatüübi ning esines ka faktoritevaheline interaktsioon: niisketes metsades fülogeneetiline mitmekesisus puude kasutamise läbi kahanes ehk kooslused muutusid fülogeneetiliselt klasterdunumaks, kuivades metsades fülogeneetiline mitmekesisus kasvas ehk kooslused muutusid fülogeneetiliselt hajutunumaks (metsatüüp:  $F_{1,23}=14,48$ ,  $p<0,001$ ; kasutus\*metsatüüp:  $F_{1,23}=11,39$ ,  $p=0,003$ ; joonis 5).

**Tabel 2.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mpd) sõltuvus metsapuude kasutusest (üle erinevate kasutustüüpide) ja metsatüübist korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis.

Efekt	df	SS	F	p
Metsatüüp (niiske/kuiv)	1	26,70	14,48	<0,001
Viga	23	42,41		
Kasutus	1	0,34	0,32	0,575
Kasutus*Metsatüüp	1	12,05	11,39	0,003
Viga	23	24,34		



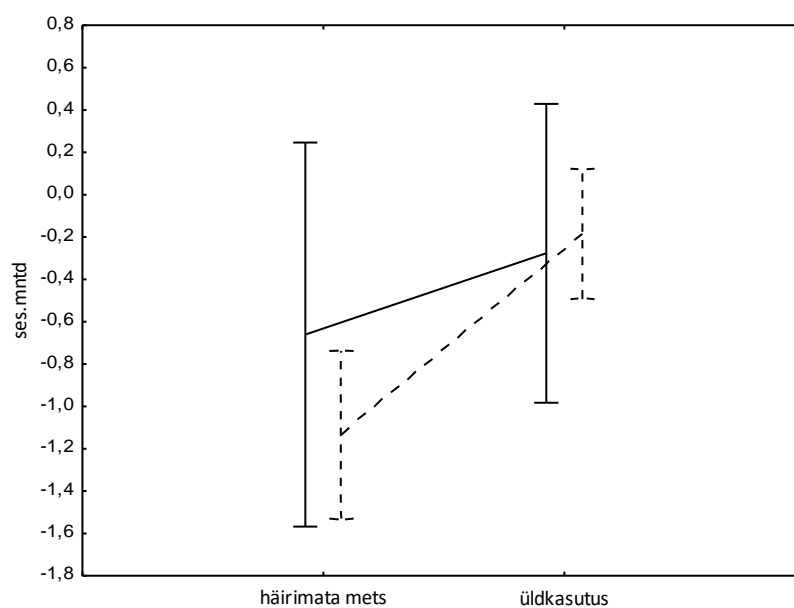
**Joonis 5.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mpd), metsapuude kasutuse (üle erinevate kasutustüüpide) ning metsatüübi vahelised seosed korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis.

Pidev joon – niisked metsad, katkendlik joon – kuivad metsad. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

Analüüsidest fülogeneetilise mitmekesisuse indeksit *ses.mntd* õnnestus tõestada metsapuude kasutuse mõju fülogeneetilisele mitmekesisusele üle metsatüüpide: metsa kasutuse mõjul muutusid nii niisked kui ka kuivad metsad fülogeneetiliselt hajutunumaks (kasutus:  $F_{1,23}=7,06$ ,  $p=0,014$ ; tabel 3, joonis 6). Samas ei õnnestunud tõestada metsatüübi mõju indeksile *ses.mntd* ning ka mudeli faktorite vahel ei ilmnenud interaktsiooni.

**Tabel 3.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (*ses.mntd*) sõltuvus metsapuude kasutusest (üle erinevate kasutustüüpide) ja metsatüübist korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis.

Efekt	df	SS	F	p
Metsatüüp (niiske/kuiv)	1	0,25	0,30	0,588
Viga	23	18,68		
Kasutus	1	2,98	7,06	0,014
Kasutus*Metsatüüp	1	0,54	1,27	0,272
Viga	23	9,72		



**Joonis 6.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (*ses.mntd*), metsapuude kasutuse (üle erinevate kasutustüüpide) ning metsatüübi vahelised seosed korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis.

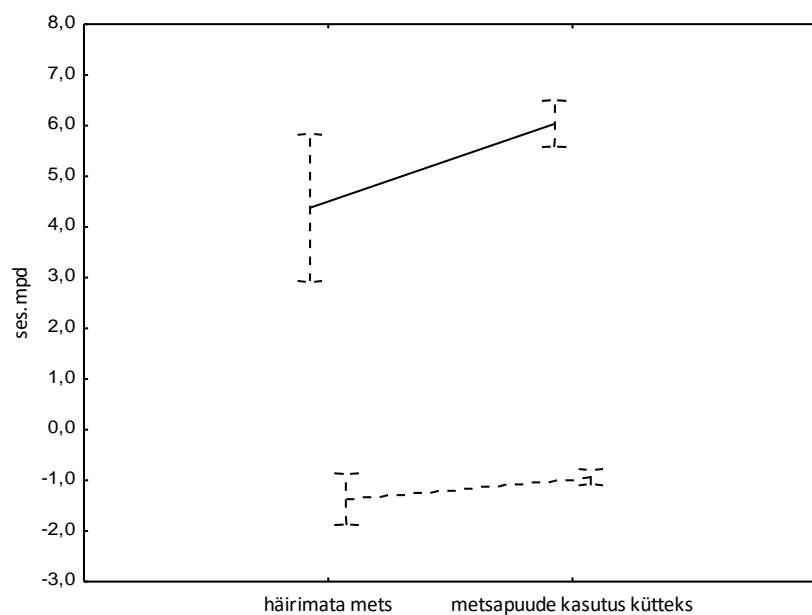
Pidev joon – niisked metsad, katkendlik joon – kuivad metsad. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

### 3.2. Metsapuude kasutus kütteks

Järgmiseks uurisin metsapuude kasutamist erinevateks otstarveteks. Puude kasutamine kütteks mõjutas oluliselt metsakoosluste fülogeneetilist mitmekesisust (ses.mpd). Puude eemaldamine metsast kütteks üldiselt suurendas metsade fülogeneetilist mitmekesisust (kasutus:  $F_{1,7}=9,77$ ,  $p=0,017$ ; tabel 4, joonis 7). Samuti oli oluline ka faktor metsatüüp: niiskete metsade fülogeneetiline mitmekesisus oli nii häirimata kui ka kasutatavas metsas alati oluliselt suurem kui kuivades metsades (metsatüüp:  $F_{1,7}=341,22$ ;  $p<0,001$ ; tabel 4, joonis 4). Faktoritevahelist interaktsiooni ei esinenud.

**Tabel 4.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mpd) sõltuvus metsapuude kasutusest kütteks ja metsatüübist korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis.

Efekt	df	SS	F	p
Metsatüüp (niiske/kuiv)	1	71,89	341,22	<0,001
Viga	7	1,47		
Kasutus (küte)	1	1,94	9,77	0,017
Kasutus*Metsatüüp	1	0,66	3,35	0,110
Viga	7	1,34		

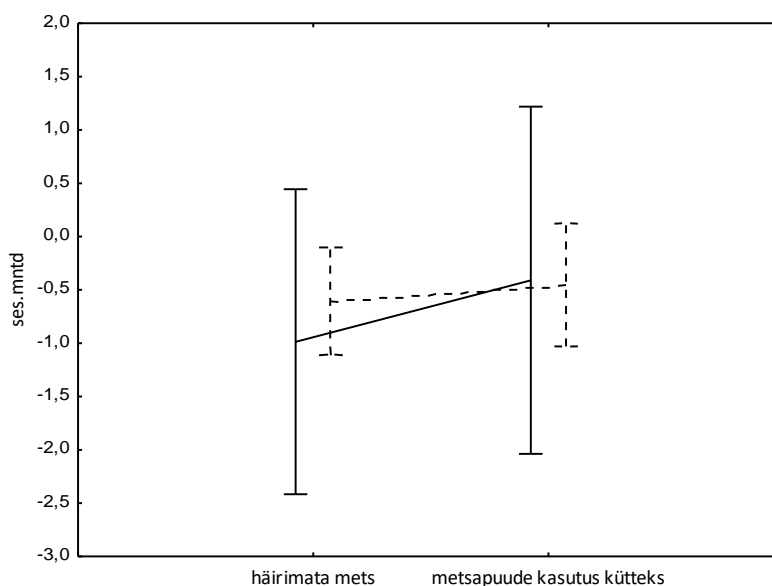


**Joonis 7.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mpd), metsapuude kütteks kasutamise ning metsatüübi vahelised seosed korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis. Pidev joon – niisked metsad, katkendlik joon – kuivad metsad. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

Metsapuude kütteks kasutamise mõju koosluste fülogeneetilise mitmekesisuse indeksile ses.mntd oli oluline (kasutus:  $F_{1,7}=10,60$ ;  $p=0,014$ ; tabel 5). Kasutuse tagajärjel ses.mntd suurenes (joonis 8). Metsatüüp ei osutunud selles mudelis oluliseks ning mudeli faktorite vahel ei esinenud ka olulist interaktsiooni.

**Tabel 5.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mntd) sõltuvus metsapuude kasutamisest kütteks ja metsatüübist korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis.

Efekt	df	SS	F	p
Metsatüüp (niiske/kuiv)	1	0,05	0,06	0,812
Viga	7	5,72		
Kasutus (küte)	1	0,24	10,60	0,014
Kasutus*Metsatüüp	1	0,08	3,55	0,102
Viga	7	0,16		



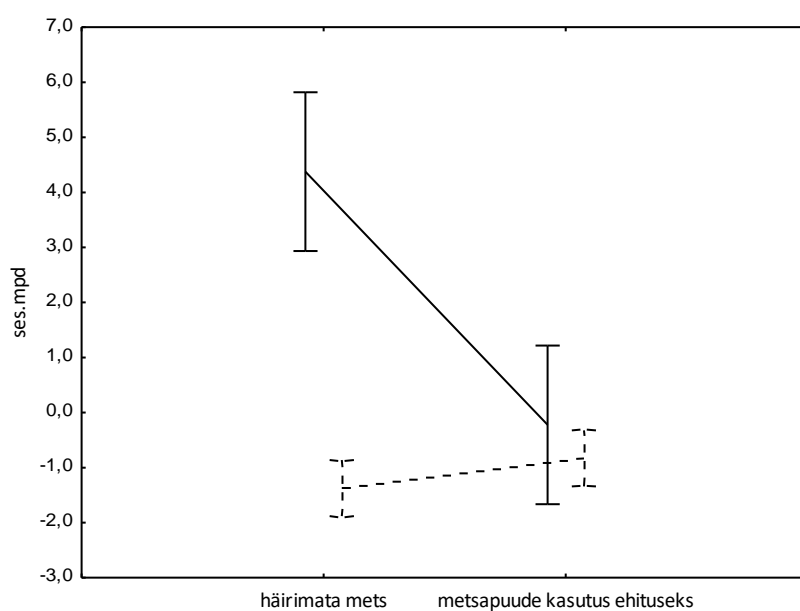
**Joonis 8.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mntd), metsapuude kütteks kasutamise ning metsatüübi vahelised seosed korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis. Pidev joon – niisked metsad, katkendlik joon – kuivad metsad. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

### 3.3. Metsapuude kasutus ehituseks

Uurides puude kasutamist ehitusmaterjaliks, õnnestus tõestada nii kasutuse kui metsatüübi peamõju fülogeneetilisele mitmekesisusele mõõdetuna indeksiga ses.mpd (kasutus:  $F_{1,7}=12,47$ ,  $p=0,010$ ; metsatüüp:  $F_{1,7}=115,57$ ;  $p<0,001$ ; tabel 6): kuivades metsades oli fülogeneetiline mitmekesisus väiksem kui niisketes metsades, nii häirimata kui ka ehitusmaterjali saamiseks kasutatava metsa puhul. Kasutuse ja metsatüübi vahel esines ka interaktsioon (kasutus\*metsatüüp:  $F_{1,7}=19,96$ ;  $p=0,003$ ; tabel 6): troopilistes kuivades metsades fülogeneetiline mitmekesisus mõnevõrra suurenes puude ehituseks kasutamise läbi, kuid niisketes metsades vähenes (joonis 9).

**Tabel 6.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mpd) sõltuvus metsapuude kasutamisest ehitusmaterjaliks ja metsatüübist korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis.

Efekt	df	SS	F	p
Metsatüüp	1	17,96	115,57	<0,001
Viga	7	1,09		
Kasutus (ehitus)	1	7,33	12,47	0,010
Kasutus*Metsatüüp	1	11,73	19,96	0,003
Viga	7	4,12		



**Joonis 9.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mpd), metsapuude ehitusmaterjaliks kasutamise ning metsatüübi vahelised seosed korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis. Pidev joon – niisked metsad, katkendlik joon – kuivad metsad. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

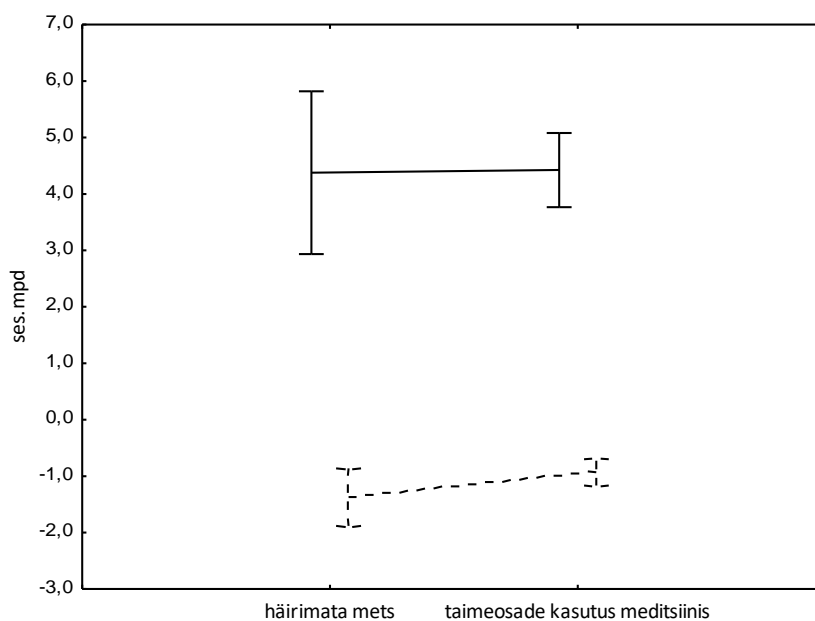
Metsade fülogeneetiline mitmekesisus mõõdetuna indeksiga ses.mntd ei muutunud seoses puude kasutamisega ehitusmaterjaliks.

### 3.4. Taimeosade kasutus meditsiinis

Puude rohtsete osade kasutamine meditsiinilistel eesmärkidel ei omanud olulist mõju koosluste fülogeneetilise mitmekesisuse mõõdikule ses.mpd. Samas mudelis osutus oluliseks metsatüüp: troopiliste niiskete metsade ses.mpd väärtus oli suurem kui troopilistel kuivadel metsadel (metsatüüp:  $F_{1,7}=155,02$ ;  $p<0,001$ ; tabel 8, joonis 10). Mudeli faktorite vahel ei esinenud olulist interaktsiooni.

**Tabel 8.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mpd) sõltuvus taimeosade kasutamisest meditsiinilistel eesmärkidel ja metsatüübist korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis.

Efekt	df	SS	F	p
Metsatüüp (niiske/kuiv)	1	54,80	155,02	<0,001
Viga	7	2,47		
Kasutus (meditsiin)	1	0,10	1,10	0,329
Kasutus*Metsatüüp	1	0,07	0,71	0,426
Viga	7	0,67		



**Joonis 10.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mpd), taimeosade meditsiinilistel eesmärkidel kasutamise ning metsatüübi vahelised seosed korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis. Pidev

joon – niisked metsad, katkendlik joon – kuivad metsad. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

Metsade fülogeneetiline mitmekesisus mõõdetuna indeksiga ses.mntd ei muutunud seoses taimeosade kasutamisega meditsiinilistel eesmärkidel.

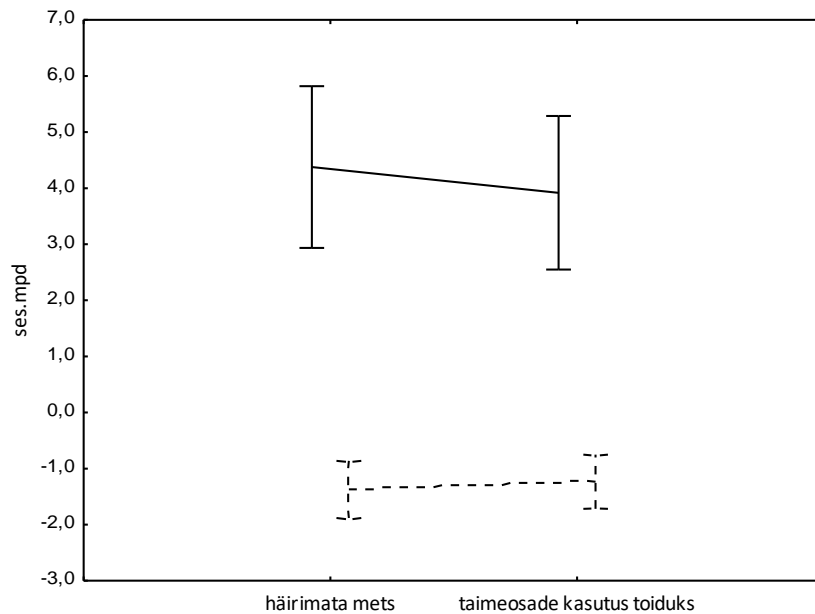
### 3.5. Taimeosade kasutus toiduks

Puude rohtsete osade kasutamine toiduks mõjutas koosluste fülogeneetilise mitmekesisuse indeksit ses.mpd (kasutus:  $F_{1,7}=4,26$ ,  $p=0,078$ ; tabel 9). Samas mudelis oli oluline ka faktor metsatüüp ning kahe faktori vahel esines interaktsioon (metsatüüp:  $F_{1,7}=75,82$ ,  $p<0,001$ ; kasutus\*metsatüüp:  $F_{1,7}=14,54$ ,  $p=0,007$ ; tabel 9). Niisketes toopilistes metsades kasutuse tagajärjel fülogeneetiline mitmekesisus langes, kuid kuivades metsades suurenes vähe (joonis 11).

**Tabel 9.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mpd) sõltuvus taimeosade kasutamisest toiduks ja metsatüübist korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis.

Efekt	df	SS	F	p
Metsatüüp (niiske/kuiv)	1	52,80	75,82	<0,001
Viga	7	4,87		
Kasutus (toit)	1	0,05	4,26	0,078
Kasutus*Metsatüüp	1	0,16	14,54	0,007
Viga	7	0,08		



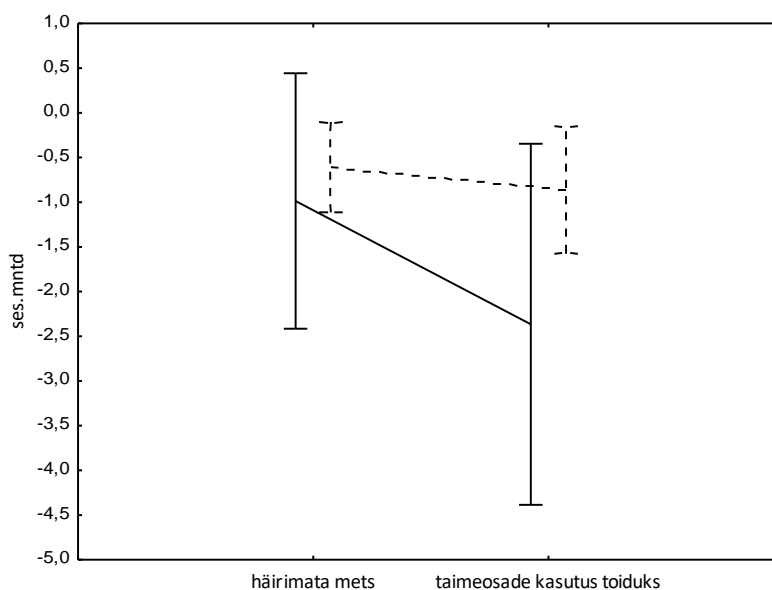


**Joonis 11.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mpd), taimeosade toiduks kasutamise ning metsatüübi vahelised seosed korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis. Pidev joon – niisked metsad, katkendlik joon – kuivad metsad. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

Taimeosade toiduks kasutamine mõjutas fülogeneetilise mitmekesisuse mõõdikut ses.mntd: kasutuse tagajärjel vähenes troopiliste metsade ses.mntd, kuid niisketes metsades oli see muutus suurem võrreldes kuivade metsadega (kasutus:  $F_{1,7}=11,53$ ;  $p=0,012$ ; kasutus\*metsatüüp:  $F_{1,7}=5,46$ ,  $p=0,052$ ; tabel 10, joonis 12). Metsatüübi peamõju ei õnnestunud tõestada.

**Tabel 10.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mntd) sõltuvus taimeosade kasutamisest toiduks ja metsatüübist korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis.

Efekt	df	SS	F	p
Metsatüüp (niiske/kuiv)	1	1,57	1,58	0,248
Viga	7	6,95		
Kasutus (toit)	1	1,19	11,53	0,012
Kasutus*Metsatüüp	1	0,56	5,46	0,052
Viga	7	0,72		



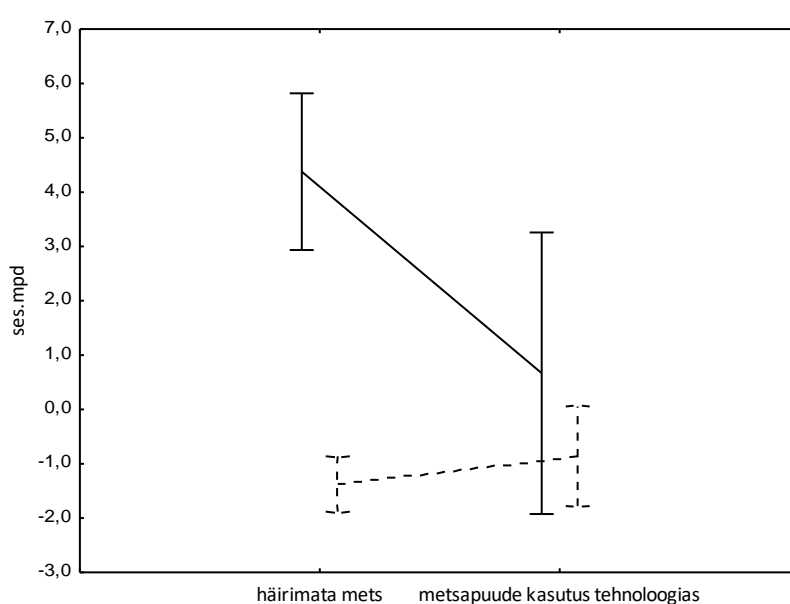
**Joonis 12.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mntd), taimeosade toiduks kasutamise ning metsatüübi vahelised seosed korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis. Pidev joon – niisked metsad, katkendlik joon – kuivad metsad. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

### 3.6. Metsapuude kasutus tehnoloogias

Metsapuude kasutamine tehnoloogias mõjutas koosluste fülogeneetilise mitmekesisuse indeksit ses.mpd (kasutus:  $F_{1,7}=10,51$ ,  $p=0,014$ ). Samuti ilmnes oluline seos interaktsioonis faktoriga metsatüüp (metsatüüp:  $F_{1,7}=20,66$ ,  $p=0,003$ ; kasutus\*metsatüüp:  $F_{1,7}=18,25$ ,  $p=0,004$ ; tabel 11): niisketes metsades kasutuse tagajärjel ses.mpd väärtus kahanes, kuivades metsades pigem suurenes (joonis 13).

**Tabel 11.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mpd) sõltuvus metsapuude kasutamisest tehnoloogias ja metsatüübist korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis.

Efekt	df	SS	F	p
Metsatüüp (niiske/kuiv)	1	23,54	20,66	0,003
Viga	7	7,98		
Kasutus (tehnoloogia)	1	4,56	10,51	0,014
Kasutus*Metsatüüp	1	7,91	18,25	0,004
Viga	7	3,03		



**Joonis 13.** Fülogeneetilise mitmekesisuse (ses.mpd), metsapuude tehnoloogias kasutamise ning metsatüübi vahelised seosed korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis. Pidev joon – niisked metsad, katkendlik joon – kuivad metsad. Vertikaalsed jooned tähistavad 95% usaldusintervalle.

Käesolevas töös ei õnnestunud tõestada metsapuude tehnoloogilistel eesmärkidel kasutamise ja metsatüübi mõju fülogeneetilise mitmekesisuse indeksile ses.mntd.

**Tabel 12.** Metsa kasutuse ja metsatüübi mõju fülogeneetilisele mitmekesisusele (FM) korduvmõõtmistega ANOVA analüüsis. Metsatüüp = troopiline niiske või kuiv mets.

Metsa kasutus	FM mõõdik	Kasutus	Metsatüüp	Kasutus* Metsatüüp
Üldine kasutus	ses.mpd	0,575	<b>0,001</b>	<b>0,002</b>
	ses.mntd	<b>0,014</b>	0,588	0,272
Küte	ses.mpd	<b>0,017</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,110
	ses.mntd	<b>0,014</b>	0,812	0,102
Ehitus	ses.mpd	<b>0,010</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>0,003</b>
	ses.mntd	0,397	0,357	0,322
Meditiin	ses.mpd	0,329	<b>&lt;0,001</b>	0,426
	ses.mntd	0,237	0,286	0,424
Toit	ses.mpd	<b>0,078</b>	<b>&lt;0,001</b>	<b>0,007</b>
	ses.mntd	<b>0,012</b>	0,248	<b>0,052</b>
Tehnoloogia	ses.mpd	<b>0,014</b>	<b>0,003</b>	<b>0,004</b>
	ses.mntd	0,299	0,946	0,470

## 4. Arutelu

Käesoleva töö eesmärgiks oli välja selgitada, kas ja kuidas mõjutab neotroopiliste metsade kasutamine inimeste poolt nende metsade fülogeneetilist mitmekesisust ning uurida, kas troopiliste niiskete ja kuivade metsade fülogeneetilise mitmekesisuse muutus erineb vastuses häiringule.

Kõigepealt leiti käesolevas töös, et inim mõjutab troopilistes niisketes metsades on suurem fülogeneetiline mitmekesisus kui inim mõjutab kuivades metsades. Fülogeneetilise mitmekesisuse erinevust nende metsatüüpide vahel ei saa seletada evolutsiooniliste faktoritega. Mõlemad metsatüübid asuvad evolutsiooniliselt vanas ja stabiilses troopilises vööndis, mis soosib kaugelt suguluses olevate liikide püsijäämist (Eiserhardt *et al.* 2017) ehk suurt fülogeneetilist mitmekesisust. Samuti ei mõjuta fülogeneetilise mitmekesisuse erinevust nendes metsatüüpides endeemsete liikide esinemine, mis vähendaks fülogeneetilist mitmekesisust (Eiserhardt *et al.* 2017), sest endeemsete liikide arv on mõlemas metsatüübis suur. Pigem põhjustavad fülogeneetilise mitmekesisuse erinevust nende metsatüüpide vahel ökoloogilised faktorid: troopilistes kuivades metsades valitsevad üsnagi ekstreemsed keskkonnatingimused (pikad põuaperioodid, vähe sademeid). Kui põuataluvusega seotud tunnused on fülogeneetiliselt konserveerunud ehk lähisugulastel sarnased, seletabki see troopiliste kuivade metsade väiksemat fülogeneetilist mitmekesisust.

Uuritud metsade kasutamine mõjutas nende fülogeneetilist mitmekesisust, kuid erinevate kasutustüüpide puhul oli mõju erinev. Erinevused esinesid ka niiskete ja kuivade metsade fülogeneetilise mitmekesisuse muutuses vastusena häiringule, kuid seegi sõltus kasutustüübist. Tulemuste põhjal paistab üldine trend olevat, et kasutuse tagajärjel troopiliste niiskete metsade fülogeneetiline mitmekesisus väheneb ehk kooslused muutuvad klasterdunumaks. Troopiliste niiskete metsade fülogeneetiline vaesumine on vastavuses Santos *et al.* (2010) samas metsatüübis tehtud uurimuse tulemustega, kus leiti, et puukoosluste fülogeneetiline mitmekesisus oli sama metsafragmendi piires suurem veel häirimata sisemisel alal ning häiritud metsaservades esines fülogeneetilise mitmekesisuse kadu. Seevastu käesolevas töös uuritud troopilistes kuivades metsades kasutuse tagajärjel fülogeneetiline mitmekesisus suureneb ehk fülostruktuur muutub hajutunumaks. Selline tulemus on vastuolus Ribeiro *et al.* (2016) tulemusega, kus näidati, et mida kõrgem oli

kroonilise antropogeense häiringu tase, seda fülogeneetiliselt klasterdunumad olid kooslused. Nimetatud uurimuses (Ribeiro *et al.* 2016) kasutati häiringu hindamisel kompleksset indeksit, mis arvutati viie erineva indikaatori põhjal: 1) kaugus lähimast majast, 2) kaugus lähimast teest, 3) kaugus suuremast linnakeskusest, 4) inimasustuse tihedus uurimisala lähedal, 5) kariloomade tihedus uurimisala lähedal. Seega oli antud uurimuse puhul tegu pigem kroonilise antropogeense häiringu kaudse hindamisega. Käesolevas töös aga hinnati häiringut puuliikide kasutamisest tuleneva otsese häiringuna (puuliigi kasutamine tähendas selle kadumist kooslusest). Seepärast ei ole nende kahe töö tulemused üksüheselt võrreldavad ning teineteist välistavad.

Leitud niiskete metsade fülogeneetilise mitmekesisuse vähenemine inimõju tagajärjel tähendab, et inimeste poolt kasutamata jäänud puuliigid asusid fülogeneesipuul klasterdunult ehk olid lähisugulased. Arroyo-Rodríguez *et al.* (2012) järgi võib koosluse fülogeneetiline klasterdumine liikide kadumisel tekkida fülogeneetiliste klaadide kadumise tulemusena (Joonis 3). Käesoleva töö kontekstis tähendaks see, et inimene kasutab troopilises niiskes metsas konserveerunud tunnustega sugulasliike ning need tunnused on inimesele kasulikud. Näiteks on leitud, et inimese poolt meditsiiniliseks otstarbeks kasutatavad liigid ei paikne fülogeneesipuul juhuslikult, vaid meditsiinilised omadused on lähisugulastel sarnased (Yessoufou *et al.* 2015). Samuti viitab inimtegevuse tulemusena vähenev fülogeneetiline mitmekesisus sellele, et puutumata jäävad liigid võivad omada tunnuseid, millest inimene pole huvitatud. Näiteks võib selliseks tunnuseks olla väheväärtuslik puit nagu see esineb näiteks kiirekasvulistel sekundaarse metsa liikidel (Ribeiro *et al.* 2016). Puude kasutamine kütteks erines aga teistest kasutustüüpidest ja näitas troopiliste niiskete metsade puhul fülogeneetilise mitmekesisuse muutuses positiivset suunda, see tähendab kooslused muutusid fülogeneetiliselt mitmekesisemaks (ehk hajutunumaks). Selline tulemus võiks tähendada, et selle kasutustüübi puhul kasutatakse puid sõltumata liigist ning ei otsita küttematerjali vaid sugulasliikide hulgast.

Fülogeneetilise mitmekesisuse vähenemine inimõjuga niisketes metsades võib olla ka kaudne keskkonna filtreerimise tulemus (Kembel & Hubbell 2006), mille puhul inimõju toimib keskkonna filtreerimisena (Brunbjerg *et al.* 2012). Sel juhul jäävad kooslusesse alles taimeliigid, mis on vastupidavad inimhäiringule või isegi häiringulembesed. Kui nende liikide tunnused on fülogeneetiliselt konserveerunud, kujuneb fülogeneetiliselt vaesem

taimekooslus (Ribeiro *et al.* 2016). Häiringulembeste liikide vohamine võib alata ükskõik mis liigist puu eemaldamisega metsast: ühe puuisendi eemaldamisega võib tekkida häil, kus on tugevam valgusintensiivsus ning seal võivad konkurents eelise saavutada kiirekasvulised valgusnõudlikud pioneerliigid, mis on sellistele häiringutele paremini kohastunud, samas kui varjulembesed ja aeglasema kasvuga hilis-suktsessioonilised liigid konkurents alla jäävad ning krooniliste häiringute korral kooslusest taanduvad. Lisaks inimhäiringust tingitud keskkonna filtreerimisele võib fülogeneetilist mitmekesisust vähendada ka teatud konkurentsitüüp - nõrgema konkurendi väljatõrjumine (Mayfield & Levine 2010). Selle konkurentsitüübi puhul väheneb fülogeneetiline mitmekesisus, kui sugulasliikidel on sarnased ja häiringu tingimustes sobivad tunnused (näiteks kiire kasv), mis annavad neile konkurents eelise.

Troopiliste kuivade metsade puhul leitud fülogeneetilise mitmekesisuse muutuse trend vastuses inimhäiringule oli vastupidine troopilistele niisketele metsadele. Kuivade metsade puuliikide kasutamise tagajärjel fülogeneetiline mitmekesisus pigem suurenes ehk kooslused muutusid fülogeneetiliselt hajutunumaks. Arroyo-Rodríguez *et al.* (2012) järgi võib fülogeneetiline mitmekesisustumine tekkida fülogeneetiliselt hajutunud või ka fülogeneetiliselt juhusliku liikide kasutamise tulemusena (Joonis 3). Käesolevas töös võib selline tulemus kinnitada seda, et antropogeenne surve troopilistele kuivadele metsadele on veelgi suurem kui troopilistele niisketele metsadele (Ribeiro *et al.* 2015; Ribeiro-Neto *et al.* 2016): ekstreemsetes keskkonnatingimustes (põud) on inimene metsasaadustest äärmiselt sõltuv ning kvaliteet (kindla puuliigi või sobiva puidutunnuse valik) pole nii tähtis kui kvantiteet (puidu leidmine üldse).

Looduskaitse seisukohast võiks olla suurem probleem niiskete metsade fülogeneetiline vaesumine kui kuivade metsade fülogeneetiline mitmekesisustumine inimhäiringu tagajärjel. Fülogeneetilisel vaesumisel võivad olla kaugeleulatuvad tagajärjed: kui mõni kooslusest taanduv taimeliik on oma fülogeneesipuu haru ainuesindaja, kujutab see endast suurt evolutsioonilise materjali kadumist ning fülogeneetilise mitmekesisuse vähenemist (Ribeiro *et al.* 2016).

## 5. Järeldused

Käesolevas töös leiti, et troopilistele metsadele avaldatav antropogeenne surve puuliikide kasutamise näol mõjutas metsakoosluste fülogeneetilist mitmekesisust. Troopilistes niisketes metsades oli mõju negatiivne – kasutuse tagajärjel metsakoosluste fülogeneetiline mitmekesisus pigem vähenes ehk kooslused muutusid fülogeneetiliselt klasterdunumaks võrreldes häirimata kooslustega (erandiks puuliikide kasutamine kütteks). Troopilistes kuivades metsades aga muutusid kooslused fülogeneetiliselt mitmekesisemaks ehk hajutunumaks võrreldes häirimata kooslustega. Seega leidsid kinnitust mõlemad töös püstitatud ning teineteisele vastanduvad hüpoteesid inimkasutuse mõjust metsakoosluste fülogeneetilisele mitmekesisusele.

Fülogeneetilise vaesumise mehhanismiks niisketes metsades võiks olla see, et inimene kasutab sihipäraselt sugulasliike, mille tunnused on erinevaks otstarbeks kasulikud. Näiteks on sugulasliikidel pigem sarnased toimeained meditsiinilistel eesmärkidel kasutamiseks. Kasutamata jäävad sugulasliigid, mille tunnustest inimene huvitatud pole, näiteks pioneerliikide väheväärtuslik puit. Samas ei ole käesoleva uurimuse põhjal seda võimalik kindlalt väita, lisaks tuleks paralleelselt mõõta ja uurida ka vastavaid tunnuseid. Kuivade metsade fülogeneetilise mitmekesisustumise põhjuseks inimõju tagajärjel võiks olla see, et ekstreemsetes keskkonnatingimustes kasutab inimene puuliike juhuslikult ehk selle järgi, milliseid liike parasjagu sesoonselt saada on, vähem sõltuvalt liigi identiteedist.

Ka tuleks saadud tulemustesse suhtuda teatava kriitilisusega, kuna kasutatavate metsade fülogeneetiline mitmekesisus on arvutatud eeldusel, et kasutatavad taimeliigid kasutati kooslusest täiesti ära. Arvatavasti nii see päriselt aga ei ole, ilmselt sõltub kasutatav biomassi kogus kasutustüübist. Probleemist oleks võimalik üle saada, kui kasutada keerulisemat andmestikku, kus on arvesse võetud seda, kui palju mingit liiki kasutatakse. Eeldatavasti ei tohiks nimetatud asjaolu siiski kujutada tõsist probleemi, sest juhtudel, kus kõiki liike ei kasutatud, ilmnas samuti märkimisväärne fülogeneetilise mitmekesisuse muutus.



## **Tänuavaldused**

Soovin kogu südamest tänada oma juhendajat Pille Gerholdi, kelle nõu ja abiga käesolev töö valmis kirjutati.

## Kasutatud kirjandus

- Albuquerque, U. P. D., Andrade, L. D. H. C., & Silva, A. C. O. D. (2005). Use of plant resources in a seasonal dry forest (Northeastern Brazil). *Acta Botânica Brasílica*, 19(1), 27-38
- Anderson-Teixeira, K. J., Miller, A. D., Mohan, J. E., Hudiburg, T. W., Duval, B. D., & DeLucia, E. H. (2013). Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. *Global Change Biology*, 19(7), 2001-2021
- Arroyo-Rodríguez, V., Cavender-Bares, J., Escobar, F., Melo, F. P., Tabarelli, M., & Santos, B. A. (2012). Maintenance of tree phylogenetic diversity in a highly fragmented rain forest. *Journal of Ecology*, 100(3), 702-711
- Brunbjerg, A. K., Borchsenius, F., Eiserhardt, W. L., Ejrnæs, R., & Svenning, J. C. (2012). Disturbance drives phylogenetic community structure in coastal dune vegetation. *Journal of Vegetation Science*, 23(6), 1082-1094
- Cavender-Bares, J., Keen, A. & Miles, B. (2006). Phylogenetic structure of floridian plant communities depends on taxonomic and spatial scale. *Ecology*, 87, S109-S122
- Christo, A. G., Guedes-Bruni, R. R., Sobrinho, F. D. A. P., Da Silva, A., G., & Peixoto, A., L. (2009). Structure of the shrub-arboreal component of an atlantic forest fragment on a hillock in the central lowland of Rio de Janeiro, Brazil. *Interciencia*, 34 (4), 232-239
- Da Cunha, L. V. F. C., & Albuquerque, U. P. D. (2006). Quantitative ethnobotany in an Atlantic Forest fragment of Northeastern Brazil—Implications to conservation. *Environmental Monitoring and Assessment*, 114(1), 1-25
- da Fonseca-Kruel, V. S., de Araujo, D. S. D., de Sá, C. F. C., & Peixoto, A. L. (2009). Quantitative ethnobotany of a restinga forest fragment in Rio de Janeiro, Brazil. *Rodriguésia*, 187-202
- da Silva, J. M. C., & Tabarelli, M. (2000). Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*, 404(6773), 72-74
- da Silva, N., Lucena, R. F. P., de Farias Lima, J. R., Lima, G. D. S., Carvalho, T. K. N., de Sousa Júnior, S. P., & Alves, C. A. B. (2014). Conhecimento e Uso da Vegetação Nativa da Caatinga

em uma Comunidade Rural da Paraíba, Nordeste do Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, (34), 5-37

De Los Angeles La Torre-Cuadros, M., & Islebe, G. A. (2003). Traditional ecological knowledge and use of vegetation in southeastern Mexico: a case study from Solferino, Quintana Roo. *Biodiversity and Conservation*, 12(12), 2455-2476

De Lucena, R. F. P., de Lima Araújo, E., & De Albuquerque, U. P. (2007). Does the local availability of woody Caatinga plants (Northeastern Brazil) explain their use value. *Economic Botany*, 61(4), 347-361

de Lucena, R. F. P., de Sousa, R. F., Guerra, N. M., Everthon, J., da Silva Ribeiro, A. P. L., de Oliveira Abreu, D. B., ... & de Sousa Júnior, S. P. (2014). The Ecological Apparency Hypothesis and Dry Tropical Forest: An Ethnobotanical Assessment. *Etnoecologica*, 10(9), 1-17

Dirzo, R., Young, H. S., & Mooney, H. A. (2011). *Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation*. Island Press

Eiserhardt, W. L., Couvreur, T. L., & Baker, W. J. (2017). Plant phylogeny as a window on the evolution of hyperdiversity in the tropical rainforest biome. *New Phytologist*, 214(4), 1408-1422

Ferraz, J. S. F. (2004). Uso e diversidade da vegetação lenhosa às margens do Riacho do Navio, No município de Floresta-PE

Galeano, G. (2000). Forest use at the Pacific Coast of Chocó, Colômbia: a quantitative approach. *Economic Botany*, 54(3), 358-376

Gerhold, P., Cahill, J.F.Jr., Winter, M., Bartish, I.V. & Prinzing, A. (2015). Phylogenetic patterns are not proxies of community assembly mechanisms (they are far better). *Functional Ecology*, 29: 600-614

Gonçalves, P. H. S., Albuquerque, U. P., & Medeiros, P. M. D. (2016). The most commonly available woody plant species are the most useful for human populations: a meta-analysis. *Ecological Applications*, 26(7), 2238-2253

Hillebrand, H. (2004). On the generality of the latitudinal diversity gradient. *American Naturalist*, 163, 192-211

Joly, C. A., Metzger, J. P., & Tabarelli, M. (2014). Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, 204(3), 459-473

Kembel, S. (2010). An introduction to the picante package

Kembel, S. W., & Hubbell, S. P. (2006). The phylogenetic structure of a neotropical forest tree community. *Ecology*, 87(sp7)

Lôbo, D., Leão, T., Melo, F. P., Santos, A. M., & Tabarelli, M. (2011). Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions*, 17(2), 287-296

Lucena, R. F. P., Leite, A. P., Pedrosa, K. M., Lucena, C. M., Vasconcelos-Neto, C. F. A., & Ribeiro, J. P. O. (2012). O uso de espécies vegetais no vale do Piancó pode ser explicado por sua disponibilidade local. *Biofar. Vol. Especial*, 55-71

Maldonado, B., Caballero, J., Delgado-Salinas, A., & Lira, R. (2013). Relationship between use value and ecological importance of floristic resources of seasonally dry tropical forest in the Balsas river basin, México. *Economic Botany*, 67(1), 17-29

Mayfield, M.M. & Levine, J.M. (2010). Opposing effects of competitive exclusion on the phylogenetic structure of communities. *Ecology Letters*, 13, 1085–1093

Mittelbach, G.G., Schemske, D.W., Cornell, H.V., Allen, A.P., Brown, J.M., Bush, M.B. et al. (2007). Evolution and the latitudinal diversity gradient: speciation, extinction and biogeography. *Ecology Letters*, 10, 315-331

Morellato, L. P. C., & Haddad, C. F. (2000). Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, 32(4), 786-792

Norden, N., Letcher, S. G., Boukili, V., Swenson, N. G., & Chazdon, R. (2012). Demographic drivers of successional changes in phylogenetic structure across life-history stages in plant communities. *Ecology*, 93(sp8)

Qian, H., & Jin, Y. (2015). An updated megaphylogeny of plants, a tool for generating plant phylogenies, and an analysis of phylogenetic community structure. *Journal of Plant Ecology*, rtv047

Ramos, M. A., de Medeiros, P. M., de Almeida, A. L. S., Feliciano, A. L. P., & de Albuquerque, U. P. (2008). Use and knowledge of fuelwood in an area of Caatinga vegetation in NE Brazil. *Biomass and Bioenergy*, 32(6), 510-517

Rezende, E. L., Lavabre, J. E., Guimarães, P. R., Jordano, P., & Bascompte, J. (2007). Non-random coextinctions in phylogenetically structured mutualistic networks. *Nature*, 448(7156), 925-928

Ribeiro, E., Arroyo-Rodríguez, V., Santos, B. A., Tabarelli, M., & Leal, I. R. (2015). Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 611-620

Ribeiro, E., Santos, B. A., Arroyo-Rodríguez, V., Tabarelli, M., Souza, G., & Leal, I. R. (2016). Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. *Ecology*, 97(6), 1583-1592

Ribeiro, J. E. S., Carvalho, T. K. N., Alves, C. A. B., Ribeiro, J. P. O., Guerra, N. M., Pedrosa, K. M., ... & Lima, J. R. F. (2014a). Ecological Apparency Hypothesis and Availability of Useful Plants: Testing different seu values. *Ethnobotany Research and Applications*, 12, 415-432

Ribeiro, J. P. D. O., Carvalho, T. K. N., Ribeiro, J. E. D. S., Sousa, R. F. D., Lima, J. R. D. F., Oliveira, R. S. D., ... & Lucena, R. F. P. D. (2014b). Can ecological apparency explain the use of plant species in the semi-arid depression of Northeastern Brazil? *Acta Botanica Brasilica*, 28(3), 476-483

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6), 1141-1153

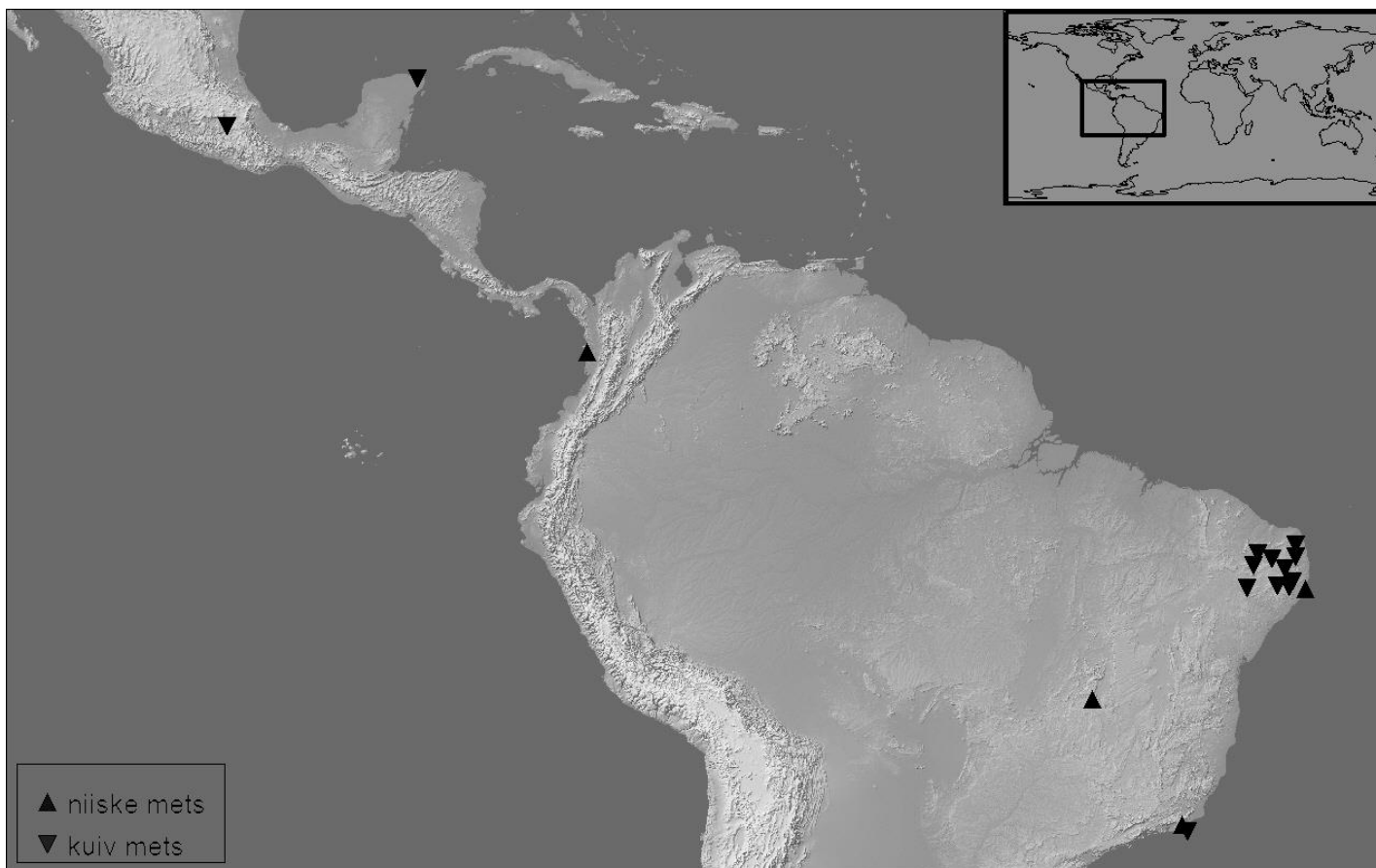
Ribeiro-Neto, J. D., Arnan, X., Tabarelli, M., & Leal, I. R. (2016). Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. *Biodiversity and Conservation*, 25(5), 943-956

- Ricklefs, R. E. (2004). A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters*, 7(1), 1-15
- Rito, K. F., Arroyo-Rodríguez, V., Queiroz, R. T., Leal, I. R., & Tabarelli, M. (2016). Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, 105(3), 828-838
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A., Gandolfi, S., & Nave, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1242-1251
- Santos, A. M., & Tabarelli, M. (2002). Distance from roads and cities as a predictor of habitat loss and fragmentation in the Caatinga vegetation of Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 62(4B), 897-905
- Santos, B. A., Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C. E., & Tabarelli, M. (2010). Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic forest. *PLoS One*, 5(9), e12625
- Santos, B. A., Tabarelli, M., Melo, F. P., Camargo, J. L., Andrade, A., Laurance, S. G., & Laurance, W. F. (2014). Phylogenetic impoverishment of Amazonian tree communities in an experimentally fragmented forest landscape. *PloS One*, 9(11), e113109
- Santos, J. C., Leal, I. R., Almeida-Cortez, J. S., Fernandes, G. W., & Tabarelli, M. (2011). Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. *Tropical Conservation Science*, 4(3), 276-286
- Silva, H. C. H., Caraciolo, R. L. F., Marangon, L. C., Ramos, M. A., Santos, L. L., & Albuquerque, U. P. (2014). Evaluating different methods used in ethnobotanical and ecological studies to record plant biodiversity. *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, 10(1), 48
- Singh, S. P. (1998). Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation in developing countries. *Environmental Conservation*, 25(01), 1-2
- Soares, Z. A., de Lucena, R. F., Ribeiro, J. E. D. S., Carvalho, T. K., Ribeiro, J. P. D. O., Guerra, N. D. S., ... & Júnior, S. P. D. S. (2013). Local botanical knowledge about useful species in a semi-arid region from Northeastern Brazil. *Gaia Scientia* 7(1), 80-103

- Specht, M. J., Pinto, S. R. R., Albuquerque, U. P., Tabarelli, M., & Melo, F. P. (2015). Burning biodiversity: fuelwood harvesting causes forest degradation in human-dominated tropical landscapes. *Global Ecology and Conservation*, 3, 200-209
- Srivastava, D. S., Cadotte, M. W., MacDonald, A. A. M., Marushia, R. G. & Mirotchnick, N. (2012). Phylogenetic diversity and the functioning of ecosystems. *Ecology Letters*, 15(7), 637-648
- Tunholi, V. P., Ramos, M. A., & Scariot, A. (2013). Availability and use of woody plants in a agrarian reform settlement in the cerrado of the state of Goiás, Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 27(3), 604-612
- Webb, C. O., Ackerly, D. D., & Kembel, S. W. (2008). Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. *Bioinformatics*, 24(18), 2098-2100
- Webb, C. O., Ackerly, D. D., McPeck, M. A., & Donoghue, M. J. (2002). Phylogenies and community ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1), 475-505
- Werneck, F. P., Costa, G. C., Colli, G. R., Prado, D. E., & Sites Jr, J. W. (2011). Revisiting the historical distribution of Seasonally Dry Tropical Forests: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidence. *Global Ecology and Biogeography*, 20(2), 272-288
- Yessoufou, K., Daru, B. H., & Muasya, A. M. (2015). Phylogenetic exploration of commonly used medicinal plants in South Africa. *Molecular Ecology Resources*, 15(2), 405-413

## Lisad

**Lisa 1:** Uuritud 25 neotroopilise metsakoosluse asukoht. Neli metsa on troopilised niisked metsad, 21 metsa on troopilised kuivad metsad.





**Lisa 2:** Uuritud neotroopilised metsakooslused (n=25) ja nende parameetrid. Ristiga on tähistatud metsa kasutustüübid, mille kohta antud koosluses oli andmeid.

Artikkel	Riik	Koordinaadid	Metsa-tüüp	Aastane sademete hulk (mm)	Uurimisala	Liikide arv	Üldkasutus	Ehitus	Tehnoloogia	Küte	Meditsiin	Toit
Galeano 2000	Kolumbia	5.81, -77.35	niiske	6722		205	x	x	x	x	x	x
Torre-Cuadros & Islebe 2003	Mehhiko	21.31, -87.3	kuiv	1128	ala 1	59	x	x	x	x	x	x
Torre-Cuadros & Islebe 2003	Mehhiko	21.31, -87.3	kuiv	1128	ala 2	59	x	x	x	x	x	x
Albuquerque <i>et al.</i> 2005	Brasiilia	-8.47, -36.78	kuiv	651		32	x					
Ferraz 2004	Brasiilia	-8.60, -38.57	kuiv	548		23	x					
Da Cunha & Albuquerque 2006	Brasiilia	-8.66, -35.16	niiske	2025		42	x					
De Lucena <i>et al.</i> 2007	Brasiilia	-8.24, -35.92	kuiv	571	ala 1	29	x					
De Lucena <i>et al.</i> 2007	Brasiilia	-8.24, -35.92	kuiv	571	ala 2	30	x					
da Fonseca-Kruel <i>et al.</i> 2009	Brasiilia	-22.93, -42.08	kuiv	840		41	x					

Lucena <i>et al.</i> 2012	Brasiilia	-7.30, -38.15	kuiv	967	ala 1	15	x	x	x	x	x	x
Lucena <i>et al.</i> 2012	Brasiilia	-7.30, -38.15	kuiv	967	ala 2	18	x	x	x	x	x	x
Christo <i>et al.</i> 2009	Brasiilia	-22.53, -42.35	niiske	1139		126	x					
Soares <i>et al.</i> 2013	Brasiilia	-6.77, -35.72	kuiv	981	ala 1	20	x					
Soares <i>et al.</i> 2013	Brasiilia	-6.77, -35.72	kuiv	981	ala 2	25	x					
Maldonado <i>et al.</i> 2013	Mehhiko	18.52, -98.45	kuiv	801		175	x					
Tunholi <i>et al.</i> 2013	Brasiilia	-15.15, -47.67	niiske	1446		73	x					
de Lucena <i>et al.</i> 2014	Brasiilia	-6.93, -37.10	kuiv	700	ala 1	14	x	x	x	x	x	x
de Lucena <i>et al.</i> 2014	Brasiilia	-6.93, -37.10	kuiv	700	ala 2	12	x	x	x	x	x	x
Silva <i>et al.</i> 2014	Brasiilia	-8.59, -36.09	kuiv	734	ala 1	43	x					
Silva <i>et al.</i> 2014	Brasiilia	-8.59, -36.09	kuiv	734	ala 2	42	x					
da Silva <i>et al.</i> 2014	Brasiilia	-7.48, -36.32	kuiv	358		14	x					
Ribeiro <i>et al.</i> 2014 a	Brasiilia	-6.11, -35.70	kuiv	584	ala 1	20	x	x	x	x	x	x
Ribeiro <i>et al.</i> 2014 a	Brasiilia	-6.11, -35.70	kuiv	584	ala 2	25	x	x	x	x	x	x
Ribeiro <i>et al.</i> 2014 b	Brasiilia	-6.57, -37.92	kuiv	841	ala 1	15	x					
Ribeiro <i>et al.</i> 2014 b	Brasiilia	-6.57, -37.92	kuiv	841	ala 2	16	x					

## **Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks**

Mina, Riin Olvet,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

„Puude kasutamise mõju neotroopiliste metsade fülogeneetilisele mitmekesisusele“,

mille juhendaja on Pille Gerhold,

1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 24.05.2017